www.unal.edu.co/icn/publicaciones/caldasia.htm Caldasia 27(1):103-115. 2005

RESPUESTA DE LA COMUNIDAD FITOPLANCTÓNICA A EXPERIMENTOS DE EUTROFIZACIÓN ARTIFICIAL REALIZADOS EN LA REPRESA LA FE, EL RETIRO, ANTIOQUIA, COLOMBIA

Phytoplankton community response to artificial eutrophication experiments conducted in the La Fe reservoir, El Retiro, Antioquia, Colombia

JOHN J. RAMÍREZ-R.
Instituto de Biología, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Antioquia, Apartado 1226, Medellín, Colombia. jjram@matematicas.udea.edu.co

FERNANDO L. GUTIÉRREZ
Instituto de Química, Universidad de Antioquia, Apartado 1226, Medellín, Colombia. lfgutier@ matematicas.udea.edu.co

ALEXANDER VARGAS
Instituto de Biología, Universidad de Antioquia, Apartado 1226, Medellín, Colombia.

RESUMEN

Se probó el efecto de la adición de nitrógeno (nitrato de potasio) en tres concentraciones [0 µg.l^{-1} (N_o), 500 µg.l^{-1} (N_1), y 1000 µg.l^{-1} (N_2)] y de la adición de fósforo (fosfato ácido de potasio) en cuatro concentraciones [0µg.l^{-1} (P_o), 10 µg.l^{-1} (P_1), 50 µg.l^{-1} (P_2) y 100 µg.l^{-1} (P_3)] a muestras de agua superficial de la presa del embalse, las que se colocaron en bolsas plásticas de 2 litros. Se consideraron doce tratamientos. Las muestras de agua fueron colectadas el 6 de junio de 2001, incubadas en la superficie durante 14 días. Los resultados fueron sometidos a análisis exploratorio y a un andeva factorial del tipo 3 x 4. Las variables de respuesta fueron la biomasa fitoplanctónica, la razón de pigmentos y la concentración de material particulado. Con excepción de los cuatro primeros tratamientos, hubo incrementos de biomasa fitoplanctónica en todos los demás. El andeva efectuado para los datos de clorofila transformados logarítmicamente mostró diferencias significativas para el factor nitrógeno (α = 0.0290); en los tratamientos sin nitrógeno no hubo clorofila. Ni para el factor fósforo (α = 0.9536) ni para la interacción doble (α = 0.7598) el andeva halló diferencias significativas en la concentración de clorofila. Para la razón de pigmentos el andeva realizado no mostró significancia estadística para ninguno de los factores analizados. El andeva efectuado para el material particulado mostró diferencias significativas para el factor fósforo (α = 0.0398) y para la interacción doble (α = 0.0162), mas no para el factor nitrógeno (α = 0.0607). Los mayores valores medios se presentaron en los tratamientos donde estaban presentes los dos nutrientes, siendo el más alto aquel en que los dos nutrientes tenían las mayores concentraciones (N_2P_3). El incrementó significativo de la biomasa fitoplanctónica en las bolsas con nitrato lleva a concluir que, para el día de la experimentación en la zona limnética del embalse La Fe fue el nitrógeno y no el fósforo el nutriente limitante. En los tratamientos en los que ambos nutrientes estuvieron presentes, el aumento de la concentración de clorofila no fue el más pronunciado. El material total suspendido no constituyó el mejor criterio para la evaluación de los efectos del enriquecimiento en la comunidad fitoplanctónica, pues no se eliminó una fuente adicional de material particulado: el zooplancton, el cual en la represa es bastante abundante.

Palabras clave. Fitoplancton, nutrientes, enriquecimiento, eutrofización artificial, embalse tropical.

ABSTRACT

The addition of Nitrogen (Potassium Nitrate) at three concentrations [0 ($\mu g.l^{-1}$ (No), 500 ($\mu g.l^{-1}$ (N_1), and 1000 ($\mu g.l^{-1}$ (N_2)], and Phosphorus (Potassium Phosphate acid) at four concentrations [0($\mu g.l^{-1}$ (Po), 10 ($\mu g.l^{-1}$ (P_1), 50 ($\mu g.l^{-1}$ (P_2) and 100 ($\mu g.l^{-1}$ (P_3)] to surface water samples contained in 2-litter plastic bags in the dam of La Fe reservoir were analyzed. Sampling was done on June, 6, 2001, and water samples were incubated on the surface for 14 days. Results were analyzed using Factorial anova type 3 x 4. Response variables analyzed were phytoplankton biomass, pigment ratio and suspended particle concentration. There was phytoplankton biomass increases in all of the treatments except in the first four. Anova of chlorophyll transformed logarithmically was significantly different for Nitrogen (α = 0.0290), but in treatments without Nitrogen, chlorophyll was absent. Anova was neither significantly different in chlorophyll concentration for Phosphorus (α = 0.9536), nor for double interaction (α = 0.7598). Anova for suspended particles was significantly different for Phosphorus (α = 0.0398), and for double interaction (α = 0.0162), but not for Nitrogen (α = 0.0607). The higher mean values were found in treatments where both nutrients were present, and the highest values were found in treatments in which both nutrients had the highest concentrations (N_2P_3). Significant phytoplankton biomass increase in bags with nitrates allows us to conclude that for the sampling day in the limnetic zone of La Fe reservoir, Nitrogen, and not Phosphorus, was the limiting nutrient. In treatments in which both nutrients were present, increase in chlorophyll was not pronounced. Total suspended particles was not the best criteria to evaluate the effects of the increase in phytoplankton community since zooplankton (highly abundant in the reservoir), an additional source of suspended particles, was not controlled.

Key words: Phytoplankton, nutrients, enrichment, controlled eutrophication, tropical reservoir.

INTRODUCCIÓN

Actualmente se usa el término eutrofización artificial para referirse al aumento en el suplemento de nutrientes en los cuerpos de agua, ocasionado por algún tipo de actividad humana, para diferenciarlo de la eutrofización natural, debida a una entrada de elementos nutritivos no relacionada con actividades antrópicas (Beeton & Edmonson 1972).

Para detectar o prevenir la eutrofización y sus consecuencias, se han utilizado diferentes enfoques metodológicos (Straskaba 1979):

1. estudiar las concentraciones de nutrientes y sus fuentes;
2. realizar estudios experimentales del tipo bioensayo en el laboratorio para establecer el efecto de los nutrientes en el crecimiento de las algas;
3. efectuar estudios en los propios

ambientes sobre la producción de materia orgánica y su limitación por nutrientes y otros factores; y

4. establecer un modelo entre el suplemento de nutrientes, la concentración y su impacto en la calidad del agua.

El primer enfoque no considera la actividad fisiológica de los organismos. El último es de realización problemática ya que es difícil determinar con exactitud todas las fuentes de nutrientes, cuantificarlas y estimar sus efectos en la calidad del agua. El segundo y tercer enfoques son los más utilizados (R. Henry inéd.).

La ventaja del tercer tipo de enfoque sobre el bioensayo *in vitro* es que se conserva el régimen de luz natural así como la calidad espectral de la misma, lo cual es imposible de simular en el laboratorio. Se mantiene también el régimen térmico del ambiente, el estado fisiológico de las algas y el ritmo diurno de las mismas (Komárková 1979).

Los experimentos en los que el desarrollo del fitoplancton se estudió en aguas naturales enriquecidas con nutrientes *in situ* fueron originalmente enfocados como bioensayos clásicos cuya finalidad era determinar el nutriente limitante en un cuerpo de agua (Komárklová 1979). Ese enfoque aún se conserva.

El concepto de nutriente limitante se basa en la premisa de que, dada una determinada estequiometría celular de las plantas acuáticas, el nutriente que controlará la cantidad máxima de biomasa vegetal es aquel que es consumido primero y que alcanza un mínimo antes que otros nutrientes relativos a tal estequiometría (Salas & Martino 1981).

Muchos de los estudios de eutrofización artificial en represas tropicales han sido realizados en África (Evans 1961, Moss 1969, y Viner 1973, entre otros). En América tropical son conocidos los trabajos efectuados en Brasil (Teixeira & Vieira 1976, Sobue *et al*. 1977, Toledo *et al*. 1980, J. G. Tundisi inéd., R. Henry inéd., Henry & Tundisi 1982, Tundisi & Henry 1986, Henry *et al*. 1987, Henry & Simão 1988, Ibáñez 1988, Henry 1990, entre muchos otros). Para Venezuela se registran las investigaciones de E. González (inéd.) en el embalse El Andino, y González & Ortaz (1998) en el embalse La Mariposa. En la frontera entre Perú y Bolivia, en el lago Titicaca, Warwick *et al*. (1984) efectuaron un trabajo sobre el tópico investigado aquí. Para Colombia no se conoce ningún trabajo de este tipo.

Esta investigación pretende establecer cuál es la respuesta de la comunidad fitoplanctónica de un embalse tropical (represa La Fe) frente al enriquecimiento artificial con nitrógeno y fósforo en diferentes proporciones. Si el ambiente está efectivamente limitado por Nitrógeno, se prevé que en los microcosmos donde hay este nutriente, la biomasa aumenta y en aquellos con la combinación Nx P dichos incrementos son mayores.

METODOLOGÍA

Descripción del área. La zona de captación del embalse La Fe (antes embalse Los Salados) se ubica entre las coordenadas 6º 12' 5º 59' Norte y 75º 35'-75º 28' Oeste; cubre un área de 173 km^2 con alturas que oscilan entre los 2175 y los 3000 msnm. Fue llenada en 1973 y se sitúa en su totalidad en la formación vegetal bmh-MB, caracterizada por una precipitación media anual entre 2000 y 4000 mm. Es propiedad de las Empresas Públicas de Medellín y está situada en el municipio de El Retiro, 100 m arriba del sitio La Fe, donde confluyen la quebrada Las Palmas y el río Pantanillo. Recibe las aguas de las quebradas Las Palmas, Potreros, La Miel y Espíritu Santo por gravedad y las de los ríos Pantanillo, Piedras y Buey por bombeo. Su vertedero puede descargar en condiciones normales 690 m^3.s^{-1} (Abuchaibe *et al*. 1988). Las aguas del río Pantanillo son tratadas en una planta de tratamiento secundario localizada en el municipio de El Retiro, antes de ser bombeadas a la represa La Fe, lo que disminuye la entrada de material particulado, pero no la del material disuelto.

El embalse es utilizado primariamente para acueducto, pero una parte del mismo está destinada a la recreación (Parque Los Salados). Ocasionalmente es utilizado para generación hidroeléctrica.

Del volumen total del embalse (aprox. 15 Mm^3), 12 Mm^3 son utilizados para regular conjuntamente con el bombeo del río Pantanillo un caudal de 8.0 m^3.s^{-1} destinado al acueducto metropolitano a través de la planta de tratamiento de la Ayurá, localizada en el municipio de Envigado (Abuchaibe *et al*. 1988).

Gran parte de la zona de estudio se sitúa en el metamórfico, pero al sur de la población de El Retiro se manifiesta el batolito antioqueño. La meteorización de estas rocas es bastante profunda en las zonas de menor pendiente, pero en las zonas de mayor inclinación, las rocas no alcanzan a aflorar. Los suelos derivados de esta meteorización son arcillosos, de colores rojo y pardo rojizo. Los suelos de esta región son ricos en materia orgánica y nitrógeno total, este último asimilable sólo en pequeña cantidad. Son ácidos, con pH que varía de 4.4 a 4.5; pobres en calcio, magnesio y fósforo y medianos en potasio. Son grandes fijadores de fósforo. Las vertientes de la represa se encuentran sembradas con pinos (*Pinus patula*) y cipreses (*Cupressus lusitanica*) (Córdoba & Villegas 1966).

La torre de captación tiene un diámetro interior de 2.80 m; tiene instaladas tres compuertas deslizantes de 36” de ancho por 72” de altura: la inferior se sitúa entre las cotas 2150.65 y 2148.40, la siguiente entre la 2146.15 y la 2143.90, y la superior entre las cotas 2141.65 y 2139.40.

La comunidad fitoplanctónica no ha sido muestreada sistemáticamente. Observaciones de material colectado en diferentes muestreos y épocas climáticas han permitido detectar florecimientos de *Botryococcus braunii*, *Ceratium furcoides*, *Staurastrum*, *Dinobryon sertularia* y *Wononickinia naegelianum*; se han reportado como primeros registros para Colombia especies que solamente han sido halladas en este cuerpo de agua como *Staurastrum nudibrachiatum* y se ha observado la presencia en cantidades no despreciables de *Microcystis aeruginosa*.

Para el año 1999, Ana Lucía Estrada (ined.) reportó en su disertación de maestría una comunidad zooplanctónica representada por 16 familias y 22 especies. Los rotíferos presentaron 11 familias y un total de 14 especies (*Ascomorpha saltans*, *Asplanchna sieboldi*, *Cephalodella*, *Epiphanes macrourus*, *Filinia longiseta*, *Filinia terminalis*, *Hexarthra*, *Keratella cochlearis*, *K. tropica*, *Lecane bulla*, *Platyias quadricornis*, *Polyarthra*, *Ptygura* y *Trichocerca similis*). En los cladóceros se registraron 2 familias (Daphnidae: *Daphnia ambigua*, *D. Galeata*, *D. laevis*, y *D. Pulex*; y Bosminidae: *Bosmina longirostris*); y en los copépodos también se reportaron 2 familias, Cyclopidae (*Arctodiaptomus dorsalis*) y Diaptomidae (*Thermocyclops decipiens*).

Materiales y métodos. Muestras de agua superficiales de la zona limnética del embalse (presa) fueron colectadas el 6 de junio de 2001 (época posterior al periodo de lluvias, Fig. 1) y colocadas en bolsas plásticas estériles de 2 litros, las cuales fueron incubadas en la superficie del cuerpo de agua en dos escaleras, de cada una de las cuales pendían 18 bolsas. La posición de las bolsas en las escaleras fue aleatorizada. El zooplancton no fue retirado de las muestras de agua colocadas en las bolsas. El periodo de incubación fue de 14 días.

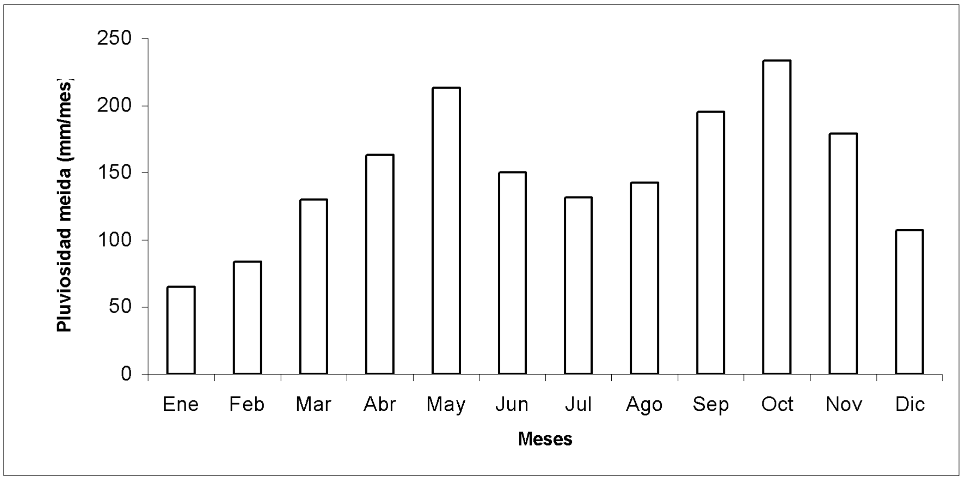


Figura 1. Represa La Fe, El Retiro, Colombia. Variación de la pluviosidad mensual (media de 10 años) en el embalse.

Se probó el efecto de la adición de nitrógeno (nitrato de potasio) en tres concentraciones [0 µg.l^{-1} NO_3^- (N_0), 500 µg.l^{-1} NO_3^- (N_1), y 1000 µg.l^{-1} NO_3^- (N_2)] y de la adición de fósforo (fosfato ácido de potasio) en cuatro concentraciones [0µg.l^{-1} PO_4^{-3} (P_0), 10 µg.l^{-1} PO_4^{-3} (P_1), 50 µg.l^{-1} PO_4^{-3} (P_2) y 100 µg.l^{-1} PO_4^{-3} (P_3)]. Se consideraron entonces doce tratamientos.

El primer tratamiento (N_0P_0) consistió del agua del embalse sin enriquecer cuya concentración de N-NO_3^- era de 0.068 mg.l^{-1} y la de P-PO_4^{-3} de 0.016 mg.l^{-1}, para una razón N/P de 4.1, indicadora de limitación por Nitrógeno (Chiaudani & Virgilis 1974). La concentración de clorofila a activa se estimó usando etanol caliente al 96% como solvente extractor (Sartory & Grobbelaar 1984). El extracto fue acidificado con HCL 0.1N. Los valores negativos de clorofila fueron considerados como cero.

La razón de pigmentos fue la propuesta por Margalef (1974) que evalúa la razón entre pigmentos amarillos y verdes (A_{430}/A_{665}), conocida también como relación carotenos/clorofila.

Los sólidos suspendidos totales (= material en suspensión) se estimaron por gravimetría.

Análisis estadístico. Los resultados encontrados fueron sometidos a análisis exploratorio y a análisis inferencial. Para este último se utilizó un análisis de varianza andeva factorial del tipo 3 x 4. Las fuentes de variación fueron los nitratos (en 3 concentraciones) y los fosfatos (en 4 concentraciones y la interacción doble.

La media fue utilizada como medida de tendencia central, y como medida de variabilidad fueron usadas la desviación estándar y el coeficiente de variación relativa de Pearson. Las variables de respuesta de la comunidad fitoplanctónica al enriquecimiento fueron la biomasa fitoplanctónica (mg de clorofila a.m^{-3}), la razón de pigmentos y la concentración de material particulado total evaluada mediante los sólidos suspendidos totales (mg.l^{-1}). Se realizó un análisis de regresión y correlación lineal simple para establecer la relación entre la clorofila a y el material en suspensión. Todos los análisis fueron realizados en el paquete Statgraphics, versión 3.0.

RESULTADOS

Clorofila a. Los valores hallados oscilaron entre 0.0 y 105.6 mg.m^{-3}. Los coeficientes de variación de los tratamientos donde hubo incremento de biomasa fueron superiores al 100%.

El andeva efectuado para los datos transformados logarítmicamente mostró diferencias significativas para el factor nitrógeno ($\alpha = 0.0290$). La prueba de rangos múltiples LSD mostró que la media de la concentración de clorofila a en el tratamiento sin nitrógeno (N_0) fue significativamente diferentes de la media del tratamiento con nitrógeno en alta concentración (1000 µg.l^{-1} NO_3^-) ($\alpha > 0.05$).

La Figuras 2A y 2B muestran que:

1) en el control (N_oP_0) que contenía agua del embalse sin enriquecer y constituyó el tratamiento 1, es decir, el control, la clorofila disminuyó con referencia al comienzo de la investigación (2.75 mg.m^{-3});
2) en los tratamientos sin nitrógeno no hubo clorofila;
3) el incremento de biomasa fue superior para los tratamientos con nitrógeno diferentes del control (Fig. 2B);
4) la biomasa fitoplanctónica se incrementó significativamente al pasar del tratamiento que combinó nitrógeno en la concentración 1 (250 µg.l^{-1} NO_3) con fósforo, hasta el tratamiento N_2P_0 que mostró el mayor incremento medio de biomasa (56.3 mg.m^{-3}). De allí en adelante, a pesar de aumentarse la concentración de fósforo y nitrógeno en los tratamientos, disminuyó la biomasa algal; y
5) el adicionar sólo fósforo en las tres concentraciones utilizadas no provocó una respuesta significativa en la biomasa fitoplanctónica.

Ni para el factor fósforo ($\alpha = 0.9536$) ni para la interacción doble ($\alpha = 0.7598$) el andeva halló diferencias significativas en la concentración de clorofila.

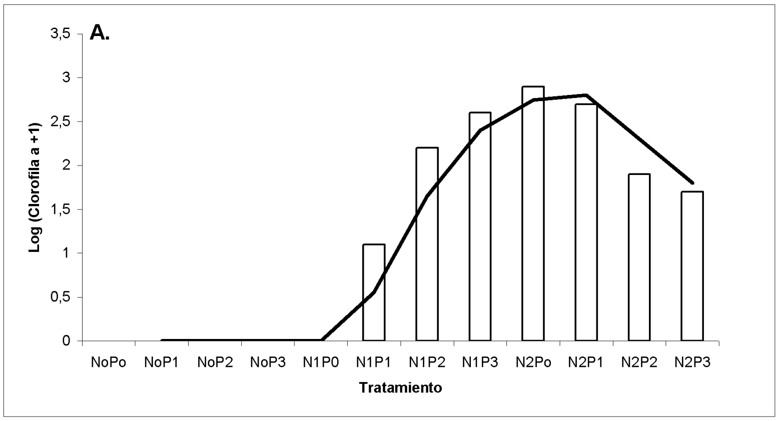
Razón carotenoides/clorofila a. El valor medio mínimo hallado para esta razón fue de 1.6 y el mayor de 15.0. Todos los coeficientes de variación fueron altos y superiores al 50%, excepto el valor encontrado para el tratamiento N_2P_1 (Tabla 2).

Tabla 1. Valores de los estadísticos de tendencia central y dispersión relativa para la concentración de clorofila a en cada tratamiento.

Variable	Tratamiento	Media	CV (%)	n
	N_0P_0	0.0	0.0	3
	N_0P_1	0.0	0.0	3
	N_0P_2	0.0	0.0	3
	N_0P_3	0.0	0.0	3
	N_1P_0	0.0	0.0	3
	N_1P_1	24.0	173.0	3
	N_1P_2	18.8	101.6	3
	N_1P_3	43.7	132.3	3
	N_2P_0	56.4	113.0	3
	N_2P_1	54.6	140.0	3
	N_2P_2	105.6	173.2	3
	N_2P_3	59.1	173.2	3

Tabla 2. Valores de los estadísticos de tendencia central y dispersión relativa para el valor de la razón A_{430}/A_{665} en cada tratamiento.

Variable	Tratamiento	Media	CV (%)	n
	N_0P_0	2.8	161.6	3
	N_0P_1	1.7	62.7	3
	N_0P_2	1.9	116.2	3
	N_0P_3	2.9	128.7	3
	N_1P_0	5.6	99.4	3
	N_1P_1	15.0	145.8	3
	N_1P_2	11.0	150.0	3
	N_1P_3	1.6	100.5	3
	N_2P_0	5.4	72.7	3
	N_2P_1	3.4	27.3	3
	N_2P_2	3.7	92.4	3
	N_2P_3	2.7	84.6	3



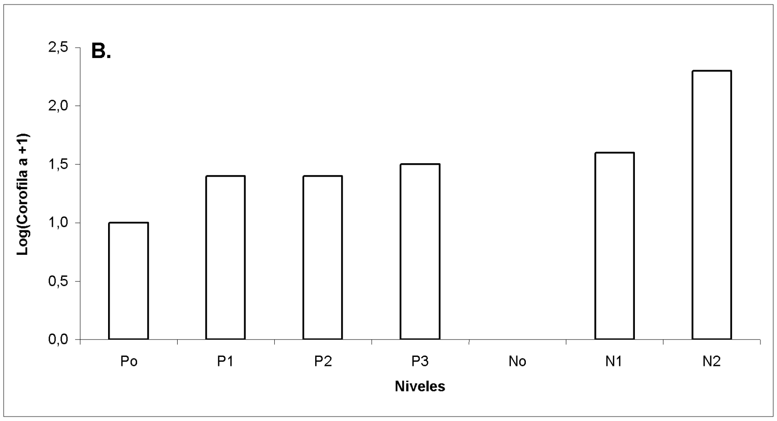


Figura 2. Represa La Fe, El Retiro, Colombia. (A) Media aritmética del Log(Clorofila a +1) para cada tratamiento. (B) Media aritmética del Log(Clorofila a +1) para los niveles de fósforo y nitrógeno usados.

El andeva realizado no mostró significancia estadística para ninguno de los factores analizados ni para la interacción doble (Tabla 3).

Tabla 3. Valores encontrados de la prueba F y de la significación estadística (**α**) para cada factor y para la interacción doble por el andeva realizado para los datos provenientes del log(razón de pigmentos +1).

Factor	**F**	**α**
Fósforo	0.35 3535	0.7861 n.s.
Nitrógeno	1.17	0.3265 n.s.
Interacción doble (N x P)	0.34	0.9082 n.s.

n.s. = valor no significativo de α para el factor considerado ($\alpha > 0.05$)

Material suspendido total. Los valores medios mostrados en la Tabla 4 oscilaron entre 5.0 mg.l^{-1} (N_2P_0) y 87.3 mg.m^{-3} (N_2P_3). Los valores de los coeficientes de variación fueron menores que los encontrados para las otras dos variables (oscilaron entre 0.0% y 83.8%); en su mayoría fueron superiores al 50%.

El andeva efectuado mostró diferencias significativas para el factor fósforo ($\alpha = 0.0398$) y para la interacción doble ($\alpha = 0.0162$), mas no para el factor nitrógeno ($\alpha = 0.0607$).

Las figuras 3A y 3B muestran que, en general, hubo incrementos de material particulado en todos los tratamientos, incluyendo el control (concentración inicial = 6.0 mg.l^{-1}), excepto en los tratamientos N_0P_2, N_1P_0 y N_2P_0. Los mayores valores medios se presentaron en los tratamientos donde estaban presentes los dos nutrientes, siendo el más alto aquel en que los dos nutrientes tenían las mayores concentraciones (N_2P_3). El material particulado fue siempre más alto en los tratamientos con nitrógeno y fósforo en concentraciones más altas.

DISCUSIÓN

Aunque se ha comentado que el encierro en los microcosmos conformados por las bolsas puede alterar el ambiente interior cuando se

Tabla 4. Valores de los estadísticos de tendencia central y dispersión relativa para la concentración del material en suspensión en cada tratamiento.

Variable	Tratamiento	Media	CV (%)	n
	N_0P_0	15.3	67.9	3
	N_0P_1	14.5	37.9	3
	N_0P_2	5.0	60.0	3
	N_0P_3	10.7	54.9	3
	N_1P_0	5.2	49.7	3
	N_1P_1	22.7	24.4	3
	N_1P_2	47.3	33.6	3
	N_1P_3	23.0	99.6	3
	N_2P_0	5.8	55.1	3
	N_2P_1	22.0	0.0	3
	N_2P_2	57.0	83.8	3
	N_2P_3	87.3	20.6	3

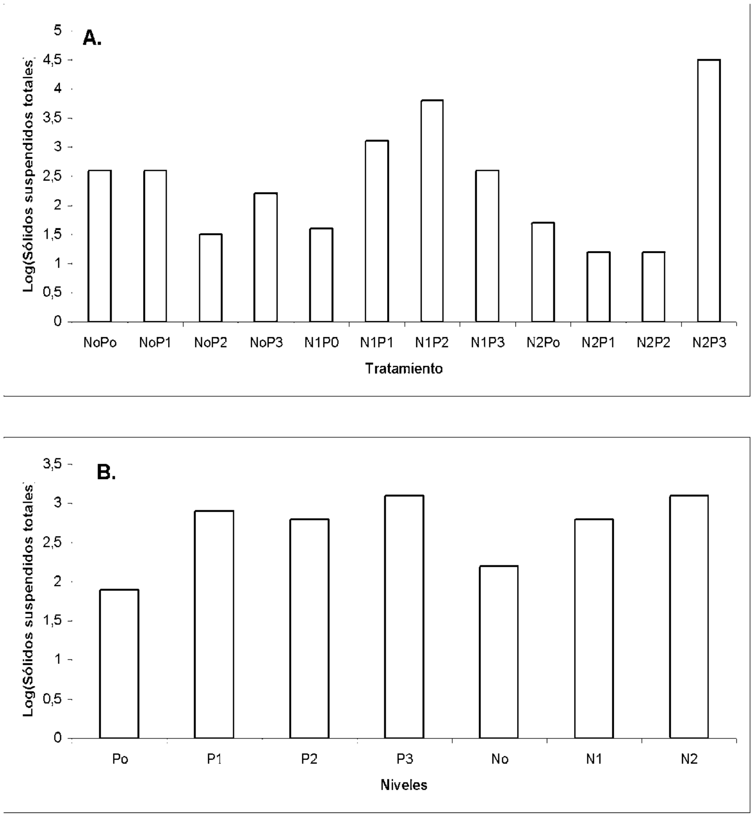


Figura 3. Represa La Fe, El Retiro, Colombia. (A) Media aritmética del Log(Material particulado total) para cada tratamiento. (B) Media aritmética del Log(Material particulado total) para los niveles de fósforo y nitrógeno utilizados.

compara con el ambiente natural exterior a ellas (Havens & De Costa 1986), los bioensayos en este tipo de microecosistemas tienen un valor realístico suficiente, especialmente si su periodo de incubación es corto (Matveev 1991). Su amplio uso así lo demuestra, máxime cuando el cálculo de la relación N/P no es suficiente por sí sola para brindar indicaciones precisas sobre la posible limitación por nitrógeno o fósforo en el desarrollo del fitoplancton (Smith 1983). Además, es necesario distinguir entre el agotamiento de nutrientes en el agua circundante (las fracciones de nutrientes inorgánicos) y la limitación de nutrientes para el fitoplancton, que depende de la concentración interna de las células del fitoplancton. Muchas especies de algas fitoplanctónicas toman P en exceso y pueden entonces continuar reproduciéndose, aunque en el medio circundante el nutriente esté agotado. Así, no es simple decidir exactamente cuando el fitoplancton está limitado por nutrientes (Olrik, 1994). Por ello, para poder detectar la eventual deficiencia de nutrientes inorgánicos, es necesario medir los efectos del enriquecimiento en el crecimiento algal. Además, no sobra recordar que lo realmente interesante no son las concentraciones fuera del alga sino el flujo de nutrientes desde el ambiente hacia el interior del alga (Sommer 1983, Reynolds 1984, Lampert & Somer 1997).

Se ha reportado que el fósforo, más que el nitrógeno, es el nutriente limitante en muchos ecosistemas acuáticos tropicales (Henry & Tundisi 1982, Tundisi & Henry 1986, Henry *et al*. 1987, Henry & Simão 1988, Henry 1990, E. González inéd.). Sin embargo, en esta investigación, la adición de nitrato incrementó significativamente la biomasa fitoplanctónica, lo cual lleva a concluir que, para el periodo de experimentación en la zona limnética del embalse La Fe es el nitrógeno y no el fósforo el nutriente limitante. Este resultado, muestra la importancia del nitrógeno en este proceso en embalses tropicales. Resultados similares fueron hallados por J. G. Tundisi (inéd.) y E. Moraes (inéd.) en el embalse de Broa; por Cowell & Dawes (1991) en tres lagos de diferentes estados tróficos en Florida, y por González & Ortaz (1998) en el embalse La Mariposa en Venezuela. Talling (1966), Talling & Talling (1965), Toerien & Steyn (1975, Warwick *et al*. (1984), Lewis (1996) y Talling & Lemoalle (1998) llaman la atención sobre la limitación del fitoplancton por parte del nitrógeno en lagos tropicales.

La alta probabilidad de limitación por Nitrógeno en los lagos tropicales, se considera debida a 1) el bajo suplemento externo de Nitrógeno y 2) la alta pérdida interna de Nitrógeno ocasionada por la desnitrificación; esta última explicación parece ser la más plausible. La desnitrificación ocurre en mayor grado en un hipolimnion anóxico, en el cual las concentraciones de nitrógeno inorgánico pueden llegar a cero, reduciendo así la cantidad de nitrógeno inorgánico presente en la columna de agua al tiempo de la mezcla (Lewis 2002). Perfiles de oxígeno llevados a cabo en la represa han mostrado la condición anóxica del hipolimnion, lo cual explicaría la limitación por Nitrógeno hallada en este cuerpo de agua.

En la mayoría de las investigaciones sobre este tópico se ha mostrado que la interacción NxP es muy importante para el crecimiento algal. En esta investigación, en los tratamientos en los que ambos nutrientes estuvieron presentes, el aumento de la concentración de clorofila no fue el más pronunciado, lo cual quedó reflejado en el resultado no significativo de la interacción doble. Esto significa que bajo las condiciones de investigación la combinación de nutrientes no tiene el efecto sinergístico esperado y que sus efectos son aditivos y no multiplicativos.

Según Vince & Valiela (1973) y Henry & Tundisi (1983), la razón de pigmentos disminuye con la eutrofización artificial debido al predominio de organismos fitoplanctónicos como las cianofíceas que presentan otros pigmentos además de la clorofila a. Aunque no se contó el fitoplancton, los resultados hallados en la represa La Fe corroboran esta tendencia en seis de los tratamientos usados.

La ausencia de nitrógeno o fósforo en los microcosmos produjo los valores más bajos de la razón, siendo menores los primeros; el incremento en la concentración de nitrógeno o fósforo en los tratamientos combinados redujo drásticamente su valor, lo cual concuerda con los resultados presentados por R. Henry, inéd. para el lago Dom Helvecio y la represa de Broa.

Los resultados hallados para la razón de pigmentos pueden deberse a cambios en la composición de la comunidad fitoplanctónica dentro de los microcosmos, ocasionados por la interacción con el zooplancton, los cuales no fueron registrados en este experimento. Como un ejemplo de esta situación, R. Pinto-Coelho (inéd.) confinó en el lago Paranoá (Minas Gerais, Brasil) fito y zooplancton en limnocorrales. Como resultado observó un incremento en las algas pequeñas, tales como *Chlorella* y *Scenedesmus*, en los tratamientos en los que el zooplancton fue suprimido o reducido experimentalmente.

El material total suspendido no constituye según algunos autores el mejor criterio para la evaluación de los efectos del enriquecimiento en la comunidad fitoplanctónica (Henry 1980, Henry & Tundisi 1983), pues su concentración respecto al control cambia poco o es ninguna después de la adición de nutrientes. Sin embargo, como ya se mencionó, en esta investigación respondieron frente a la adición de fósforo y a la acción sinergística de la combinación de N y P. A pesar de ello, las respuestas obtenidas no son confiables dado que no se eliminó una fuente adicional de material particulado: el zooplancton, el cual en la represa es bastante abundante. Vale la pena mencionar que la excreción de fósforo y nitrógeno (en forma de fosfato y amonio) por parte del zooplancton puede alterar las concentraciones iniciales de nutrientes y constituirse en una fuente no despreciable de los mismos.

CONCLUSIONES

La respuesta más representativa fue presentada por la biomasa fitoplanctónica evaluada como clorofila a. El nutriente limitante en la represa La Fe fue el nitrógeno, lo que corrobora la primera parte de la hipótesis planteada. La adición de fósforo parece no ser necesaria para proporcionar crecimiento algal en la represa La Fe. Sin embargo, se requiere llevar a cabo experimentos a más largo plazo para llegar a conclusiones más coherentes. La comunidad fitoplanctónica no respondió de la manera esperada al sinergismo en los tratamientos con la combinación de los dos nutrientes. Esta conclusión lleva a no aceptar la segunda parte de la hipótesis de trabajo.

Sin embargo, en próximos experimentos es necesario considerar la abundancia del fitoplancton para observar los cambios estructurales provocados por la adición de nutrientes. Igualmente, se requiere evaluar las concentraciones de nutrientes en los microcosmos al final del experimento (pues se espera una disminución de los mismos) y suprimir la comunidad zooplanctónica en cada uno de ellos al comienzo del experimento, la cual es una fuente de material suspendido.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación forma parte del proyecto Caracterización de patrones de estratificación, producción primaria, tasas de sedimentación y composición del sedimento en un embalse tropical de alta montaña: represa La Fe, El Retiro, Antioquia, Colombia. Los autores agradecen al Comité de Investigaciones de la Universidad de Antioquia por la financiación de la misma, a las Empresas Públicas de Medellín y a los operarios de la represa La Fe por su ayuda en la parte logística.

LITERATURA CITADA

Abuchaibe, H., J. Agudelo & C. Sañudo. 1988. Descripción general de las instalaciones del acueducto metropolitano Revista Empresas Públicas de Medellín 10: 35-97.

Beeton, A. M. & W. T. Edmonson. 1972. The eutrophication problem. Journal of Fisheries Research Board of Canada 29: 673-682.

Chiaudani, G. &. M. Virgilis. 1974. The N: P ratio and test with *Selenastrum* to predict eutrophication in lakes. Water Research 8: 1063-1069.

Colwell, B. & C. J. Dawes. 1991. Nutrients enrichment in three central Florida lakes of different trophic states. Hydrobiologia 220: 217-231.

Córdoba, G. J. & A. Villegas. 1966. estudio preliminar y manejo de la cuenca de captación del embalse La Fe. Revista Instituto Geográfico Agustin Codazzi, Bogotá.

Evans, J. H. 1961. Growth of lake Victoria phytoplankton in enriched cultures. Nature. 189: 417.

González, E. J. & M. Ortaz. 1998. Efectos del enriquecimiento con N y P sobre la comunidad del fitoplancton en microcosmos de un embalse tropical (La Mariposa, Venezuela). Revista de Biología Tropical 46: 27-34.

Havens, K. E. & J. De Costa. 1986. A comparison of phytoplankton responses to nutrient addition in acidific and circumneutral pH lakewater. Hydrobiologia 137: 211-222.

Henry, R. 1990. ¿Amônia ou fosfato como agente estimulador do crescimento do fitoplâncton na represa de Jurumirim (Rio Paranapanema, SP)? Revista Brasileira de Biologia 50: 883-892.

Henry, R. & J. G. Tundisi. 1982. Efeitos de enriquecimento artificial por nitrato e fosfato no crescimento da comunidade fitoplanctônica da represa de Lobo (Broa), Brotas-Itirapina, SP). Ciência e Cultura 4: 518-524.

Henry, R. & J. G. Tundisi. 1983. Responses of the phytoplankton community of a tropical reservoir (São Paulo, Brazil) to the enrichment with nitrate, phosphate and EDTA. Internationale Revue der Gesantem Hydrobiologie 68: 853-862.

Henry, R; M S. R.; Ibañez; J. G. Tundisi & M C. Calijuri. 1987. Addition of phosphate and ammonia and its effects on the surface phytoplankton in two lakes of Rio Doce Valley Park. En: Y. Saijo (ed.), *Limnological Studies in Rio Doce Valley lakes and Pantanal wetland, Brazil* (2^{nd} report). Water Research Institute, Nagoya University.

Henry, R. & C. A. Simão. 1988. Aspectos sazonais da limitação potencial por N, P e Fe no fitoplâncton da represa de Barra Bonita (Rio Tietê, SP). Revista Brasileira de Biologia 48: 1-14.

Hutchinson, G. E. 1973. Eutrophication. American Scientist 61: 269-279.

Ibáñez, M. S. R. 1988. Response to artificial enrichment with ammonia and phosphate of phytoplankton from lake Paranoá (Brasilia, DF). Revista Brasileira de Biologia 48: 453-457.

Komárková, J. 1979. In situ tests using phytoplankton. Págs. 193-204 en: P. Marvan, S. Pribil & O. Lhotsky (eds.), *Algal Assays and monitoring eutrophication*. E. Schweizertbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Lampert, W. & U. Sommer. 1997. *Limnoecology*. Oxford University Press. Nueva York.

Lewis, W. M. Jr. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference. Págs 43-64 en: F. Schiemer & K.T. Boland (eds.), *Perspectives in tropical limnology*. SBP Academic Publishers, Amsterdam.

Lewis, W. M. Jr. 2002. Causes for the high frequency of Nitrogen limitation in tropical lakes. Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 28: 210-213.

Margalef, R. 1974. *Ecología.* Ediciones Omega SA, Barcelona.

Matveev, V. 1991. Self-maintaining plankton: pelagic Cladocera in small microcosms with lake water. Hydrobiologia 225: 301-307.

Moss, B. 1969. Limitation of algal growth in some Central African waters. Limnology and Oceanography 14: 591-601.

Olrik, K. 1994-. Phytoplankton ecology. Determining factors for the distribution of phytoplankton in freshwater and the sea. Ministry of the Environment, Denmark. Danish Environmental Protection Agency. Copenhagen. Miljoprojekt nr. 251.

Reynolds, C. S. 1984. *The ecology of freshwater phytoplankton*. Cambridge University Press, Cambridge.

Salas, H. J. & P. Martino. 1981. Metodologías simplificadas para la evaluación de eutrofización en lagos cálidos tropicales. Lima. Programa Regional CEPIS/HPE/OPS.

Sartory, D. P. & J. U. Grobbelaar. 1984. Extraction of Chlorophyll a from freshwater phytoplankton for spectrophotometric analysis. Hydrobiologia 114: 177-187.

Schelske, C. L.; E. D. Rothman; E. F. Stoermer & M. A. Santiago. 1974. Responses of phosphorus limited lake Michigan phytoplankton to factorial enrichments with nitrogen and phosphorus. Limnology and Oceanography 19: 409-419.

Smith, V. H. 1983. Low nitrogen to phosphorus ratios favor dominance by blue-green algae in lake phytoplankton. Science 221: 669-671.

Sobue, S.; N. Castagnoli & R. A. Pitelli. 1977. Biotic productivity in fish ponds. Revista Brasileira de Biologia 37: 761-769.

Sommer, U. 1983. Nutrient competition between phytoplankton species in multispecies chemostat experiments. Archiv für Hydrobiologie 96: 399-416.

Sommer, U. 1988. Phytoplankton succession in microcosms experiments under simultaneous grazing presence and resource limitation. Limnology and Oceanography 33: 1037-1054.

Straskaba, M. 1979. Problems of eutrophication, its impact, development and models of eutrophication. Págs. 1-10 en: P. Marvan, S. Pribil & O. Lhotsky (eds.), *Algal Essays and monitoirng eutrophication*. E. Schweizertbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.

Talling, J. F. 1966. The annual cycle of stratification and phytoplankton growth in lake Victoria (East Africa). Internationale Revue der Gesantem Hydrobiologie 51: 545-621.

Talling, J. F. & I. B. Talling. 1965. The chemical composition of African lake water. Internationale Revue der Gesantem Hydrobiologie 50: 421-463.

Talling, J. F. & J. Lemoalle. 1998. *Ecological dynamics of tropical inland waters*. Cambridge University Press, Cambridge.

Teixeira, A.& A. A. H. Vieira. 1976. Nutrient experiment using *Phaeodactylum tricornutum* as an assay organism. Boletim do Instituto Oceanográfico 25: 29-42.

Toerien, D. F. & D. Steyn. 1975. The eutrophication levels of four South African impoundments. Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 19: 1947-1956.

Toledo, A. P. P.; J. G. Tundisi & V. A. D'aquino. 1980. Humic acid influence on the growth and copper tolerance of *Chlorella* sp. Hydrobiologia 71: 261-263.

Tundisi, J. G. & R. Henry. 1986. Effects of enrichment on the summer surface

phytoplanktonic community in a stratified tropical lake (Lake Donm Helvécio-Parque Florestal do Rio Doce, Minas Gerais) Revista Brasileira de Biologia 46: 231-237.

VINCE, S. & I. VALIELA. 1973. The effects of ammonium and phosphate enrichments on chlorophyll a, pigment ratio and species composition of phytoplankton of Vineyard Sound. Marine Biology 19: 69-73.

VINER, A. B. 1973. Responses of a mixed phytoplankton population to nutrient enrichments of ammonia and phosphate and some associated ecological implications. Proceedings of the Royal Society of London 13: 351-380.

WARWICK, F. V.; W. WURTSBAUGH; C. L. VINCENT & P. J. RICHERSON. 1984. Seasonal dynamics of nutrient limitation in a tropical high altitude lake (Lake Titicaca, Perú-Bolivia): application of physiological bioassays. Limnology and Oceanography 29: 540-552.

Recibido: 02/10/2003
Aceptado: 05/02/2005